

УДК 544.726; 621.039.735

Т. Г. Леонтьева, А. А. Баклай, Л. Н. МоскальчукГНУ «Объединенный институт энергетических и ядерных исследований – Сосны»
Национальной академии наук Беларуси**ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ГЛИНИСТО-СОЛЕВЫХ ШЛАМОВ
ОАО «БЕЛАРУСЬКАЛИЙ» ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДНЫХ СРЕД
И ЭКОСИСТЕМ ОТ РАДИОЦЕЗИЯ**

Наиболее эффективными для очистки водных сред от ^{137}Cs являются сорбенты на основе ферроцианидов переходных металлов. Однако широкое практическое использование данных сорбентов сдерживается их высокой стоимостью. Перспективным сырьем для производства сорбентов радионуклидов являются глинисто-солевые шламы (ГСШ) – отходы производства калийных удобрений ОАО «Беларуськалий». В работе изучен дисперсный и фазовый составы нерастворимого остатка (н. о) образца ГСШ-1, его сорбционные свойства по отношению к ^{137}Cs . Образец ГСШ-2 получен путем водной промывки образца ГСШ-1. Размер частиц в образце ГСШ-2 варьирует от 0,25 до 25 мкм, а содержание основной фракции (0,25–1,50 мкм) составляет 59 мас. %. Установлено, что одним из возможных способов модификации образца ГСШ-2 является разрушение карбонатов. Частицы ГСШ-1 обладают слоистой структурой и состоят из плотноупакованных пластинчатых элементов. Удельная поверхность ГСШ-1 составляет $42,8 \pm 4,7 \text{ м}^2/\text{г}$. Образец ГСШ-1 обладает высокой селективностью по отношению к Cs^+ в интервале концентраций 10^{-6} – 10^{-3} г/л. Проведен сравнительный анализ значений потенциала связывания радиоцезия (RIP(K)) для ГСШ-1, ГСШ-2 и других сорбционных материалов, приведенных в работах других авторов: глауконита (ГЛ), клиноптилолита (КЛ), смешанного ферроцианида никеля-калия на основе глауконита (ГЛ-Ф) и клиноптилолита (КЛ-Ф), сорбентов «Экозоль-401» и «Миксорб». RIP(K) данных материалов изменяется в интервале от 330 до 40 000 ммоль/кг, RIP(K) для ГСШ-2 составляет 6600 ммоль/кг. В порядке уменьшения RIP(K) сорбенты можно расположить в ряд: КЛ-Ф > ГЛ-Ф > ГСШ-2 > ГСШ-1 > КЛ > «Экозоль-401» > «Миксорб» > ГЛ.

Ключевые слова: глинисто-солевые шламы, радиоцезий, радиоактивное загрязнение, селективная сорбция, потенциал связывания радиоцезия, очистка водных сред и экосистем.

T. G. Leont'eva, A. A. Baklay, L. N. Moskal'chukSSO “Joint Institute for Power and Nuclear Research – Sosny”
of the National Academy of Sciences of Belarus**PERSPECTIVE OF CLAY-SALT SLIMES OF JSC “BELARUSKALI” USE
FOR CLEARING OF AQUATIC MEDIUM AND ECOSYSTEMS
FROM RADIOCAESIUM**

The most effective materials for water medium clearing from ^{137}Cs are ferrocyanide sorbents based on transition metals. However, the wide practical use of these sorbents is constrained by the high cost. Perspective basic materials for production effective sorbents of radionuclides are clay-salt slimes (CSS) – the waste of potassium fertilizers production at JSC “Belaruskali”. In this article composition and phase dispersion of the CSS-1 sample insoluble residue (i. r) are studied as well as its sorption properties in relation to ^{137}Cs . The sample CSS-2 was obtained by water washing of CSS-1 sample. The particle size of the CSS-1 i. r ranges from 0.25 to 25 microns, and the content of the main fraction (0.25–1.50 mm) is 59 wt. %. It is pointed out that one of the possible ways of CSS-2 modification is the destruction of carbonates. CSS particles have a layered structure and consist of closely packed lamellar elements. Specific surface of CSS-1 is $42.8 \pm 4.7 \text{ м}^2/\text{g}$. The CSS-1 sample has a high selectivity for Cs^+ in the concentration range 10^{-6} – 10^{-3} g/l. A comparative analysis of Radiocaesium Interception Potential (RIP(K)) values was carried out for CSS-1, CSS-2 and others sorption materials, given by other authors: glauconite (GL), clinoptilolite (CL), a mixed ferrocyanide nickel-based glauconite (GL-F) and clinoptilolite (KL-F), sorbents “Ekozol-401” and “Miksorb”. For given materials RIP(K) varies from 330 to 40 000 mmol/kg, RIP(K) for CSS-2 is 6600 mg/kg. The value of RIP(K) of the studied materials decreases in the following range: CR-F > GL-F > CSS-2 > CSS-1 > CL > “Ekozol-401” > “Miksorb” > > GL.

Key words: clay-salt slimes, radiocaesium, radioactive contamination, selective sorption, Radiocaesium Interception Potential, clearing of water medium and ecosystem.

Введение. В связи с резким обострением экологической ситуации в ряде регионов мира, вызванным радиационными авариями и катастрофами, актуальной задачей является поиск новых дешевых и эффективных сорбирующих материалов или разработка стандартной технологии их получения в больших количествах для применения при очистке водных сред и техногенных растворов различного состава от радионуклидов и тяжелых металлов. В Российской Федерации остро стоит вопрос о реабилитации водоемов, загрязненных радионуклидами (общий объем водной массы составляет около $3 \cdot 10^8 \text{ м}^3$) и разработке технологических методов их очистки [1, 2].

В результате аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) значительному радиоактивному загрязнению подвергся целый ряд водных объектов и экосистем: пруд-охладитель ЧАЭС, водные экосистемы реки Днепр и каскад днепровских водохранилищ, озера Брянской области России, Беларуси, Швеции и др. [3]. Наибольшую радиоэкологическую опасность представляет биологически подвижный и долгоживущий радионуклид ^{137}Cs . Особенностью радиоактивного загрязнения различных объектов окружающей среды является тот факт, что его невозможно ликвидировать химическим путем. Основным определяющим фактором, позволяющим снизить уровень радиоактивного загрязнения, является время распада радионуклида (для ^{137}Cs – 30,2 года). В работе [4] показано, что период полураспада непроточных водоемов и озер средней полосы России от ^{137}Cs составляет 10–20 лет. В этой связи для снижения радиационного воздействия на население, обусловленного наличием ^{137}Cs , необходимо проведение мероприятий по очистке данных водоемов от ^{137}Cs путем его перевода в твердую фазу сорбента и безопасной изоляции образовавшихся радиоактивных отходов.

Согласно работе [5], к числу известных и применяемых на практике методов очистки водных сред от ^{137}Cs относится сорбционный метод с использованием органических и неорганических материалов. Эффективность очистки водных сред и различных природных экосистем от ^{137}Cs зависит от селективности сорбентов и присутствия органических и неорганических компонентов. К числу перспективных неорганических сорбентов для решения данной проблемы относятся природные тонкодисперсные алюмосиликатные сорбенты – клиноптилолит и глауконит [6, 7]. В работах [7, 8] показана эффективность сорбции ^{137}Cs сорбентами на основе природного минерального сырья, модифицированного кремнийсодержащими соединениями (торговая марка «Экозоль»), кли-

ноптилолита и глауконита, модифицированных смешанными ферроцианидами никеля-калия (Российская Федерация).

Проведенными ранее исследованиями установлена целесообразность использования крупнотоннажных отходов калийного производства ОАО «Беларуськалий» (глинисто-солевых шламов) в качестве сорбентов ^{137}Cs и ^{90}Sr для решения проблемы реабилитации загрязненных радионуклидами почв Беларуси [9].

Целью данной работы является оценка возможности использования глинисто-солевых шламов (ГСШ) для очистки водных сред и экосистем от радиоцезия.

Основная часть. В качестве объекта исследования использованы глинисто-солевые шламы (ГСШ-1), отобранные из шламохранилища 3-го рудоуправления ОАО «Беларуськалий». ГСШ-1 представляют собой взвешенный осадок глины в насыщенном растворе солей (KCl и NaCl) и относится к 4-му классу опасности [10].

Исследование образца ГСШ-1 проводили в соответствии с фундаментальным принципом физико-химического анализа материалов, который определяет взаимосвязь состав – морфология (структура) – свойства. Согласно данным работы [11], нерастворимый остаток (н. о) образца ГСШ-1 содержит в своем составе доломит, кальцит, кварц, калиевый полевой шпат и иллит в количестве $8,1 \pm 0,8$, $5,2 \pm 1,1$, $24 \pm 1,8$, $27,7 \pm 2,1$, $34,9 \pm 2,2$ мас. % соответственно. Образец ГСШ-2 получали в лабораторных условиях путем пятикратной промывки образца ГСШ-1 дистиллированной водой с последующей сушкой до постоянной массы при 50°C в течение 6 ч. Образец ГСШ-3 получали из образца ГСШ-2 путем разрушения карбонатов 0,1 М раствором соляной кислоты, промывкой дистиллированной водой и сушкой до постоянной массы при 50°C в течение 6 ч.

Гранулометрический анализ образцов ГСШ-2 и ГСШ-3 осуществляли на лазерном анализаторе размеров частиц Analysette 22 (Fritsch, Германия). Диапазон измерения прибора 0,1–602,5 мкм. Морфологию и размер частиц образца ГСШ-3 изучали методом сканирующей электронной микроскопии (СЭМ) с использованием электронного микроскопа JSM-5610LV (JEOL, Япония). Кратность увеличения варьировалась в диапазоне от $\times 500$ до $\times 11000$. Свободную удельную поверхность образца ГСШ-1 определяли методом БЭТ по адсорбции паров азота при -195°C на приборе ASAP-2010 (Micromeritics, США).

Распределение частиц по размерам для образцов ГСШ-2 и ГСШ-3 представлено на рис. 1 в виде интегральных и дифференциальных кривых.

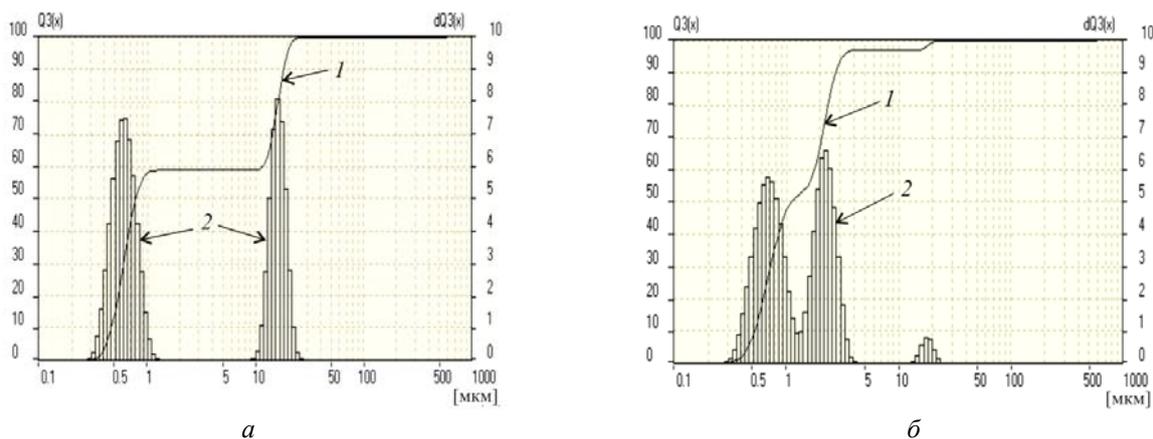


Рис. 1. Интегральная (1) и дифференциальная (2) дисперсные кривые для образца ГСШ-2 (а) и ГСШ-3 (б)

Присутствие частиц различного размера в образцах ГСШ-2 и ГСШ-3 является следствием их многокомпонентного состава. Как следует из приведенных данных (рис. 1), размер частиц в образцах ГСШ варьирует от 0,25 до 25 мкм. Для образца ГСШ-2 содержание основной фракции размером 0,25–1,50 мкм составляет 59 мас. %, а для образца ГСШ-3 при вариации размеров частиц от 0,25 до 4,5 мкм – 97 мас. %. Разрушение карбонатов 0,1 М HCl в образце ГСШ-2 является одним из способов модификации, позволяющим повысить его дисперсность в 1,6 раза. Известно, что по размеру частиц к глинам относятся материалы, состоящие более чем на 50 мас. % из частиц размером до 10 мкм [12]. Полученные результаты свидетельствуют о том, что образцы ГСШ-2 и ГСШ-3 можно отнести к глинистым материалам.

Известно, что водорастворимые соли значительно изменяют структуру глинистых минералов. В работе [13] показано, что для NaCl-сметита характерно образование микроагрегатов из плотноупакованных пластинчатых элементов. Согласно результатам электронно-микроскопического анализа, дисперсный состав образца ГСШ-3 (рис. 2) представлен как крупными агломератами, так и более мелкими частицами. Мелкие частицы имеют округлую форму. Размер частиц ГСШ-3 колеблется в пределах от 0,25 до 25 мкм (рис. 1б). Морфологическая структура частиц образца ГСШ-3 слоистая (рис. 2) и состоит из плотноупакованных пластинчатых элементов, что хорошо согласуется с данными работы [14].

Удельная поверхность ($S_{уд}$) ГСШ-1, определенная по тепловой десорбции азота, составляет $42,8 \pm 4,7$ м²/г. Значительная степень дефектности кристаллической структуры и высокое значение $S_{уд}$ образца ГСШ-1 обуславливают его высокую сорбционную способность.

Неорганические сорбционные материалы обладают высокой химической и радиационной

устойчивостью и проявляют селективность по отношению к ряду радионуклидов [6]. Также известно, что селективные свойства сорбционных материалов в значительной мере определяются природой матрицы сорбента и его функциональных групп. Помимо селективности, сорбционные материалы должны обладать высокой скоростью извлечения радионуклидов, что определяется природой сорбционного материала и возможной формой их использования (мелкодисперсная, волокнистая, гранулированная) [6]. В работе [14] показано, что перспективными природными материалами для селективной сорбции ионов цезия из растворов являются глинистые минералы группы иллита.

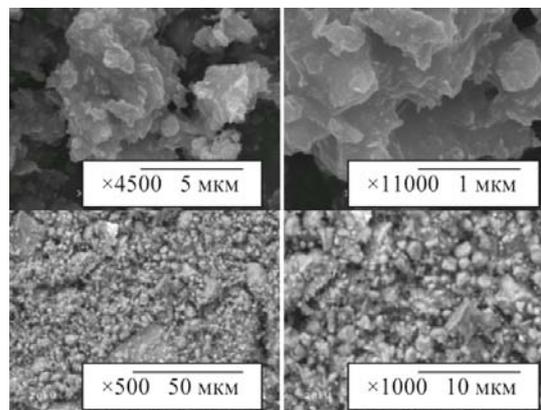


Рис. 2. Микроструктура образца ГСШ-3

С учетом микроструктурных данных и результатов анализа дисперсного и фазового состава с образцом ГСШ-1 проведены сорбционные эксперименты в соответствии с методикой [14] с целью оценки возможности его использования в качестве сорбционного материала для очистки водных сред и экосистем от ¹³⁷Cs. Водопроводную воду использовали в качестве аналога водной среды с низким содержанием. Согласно результатам исследований сорбция ¹³⁷Cs на образце ГСШ-1 из водопро-

водной воды происходит в течение первых 60 мин контакта и далее значение количества сорбированного ^{137}Cs практически не изменяется. Степень сорбции ^{137}Cs образцом ГСШ-1 при этом составляет $96,4 \pm 2,1\%$. По результатам эксперимента рассчитывали равновесную концентрацию Cs^+ в растворе $[C_p]$ и его концентрацию в твердой фазе ГСШ-1 $[C_T]$. Полученные результаты представлены на рис. 3.

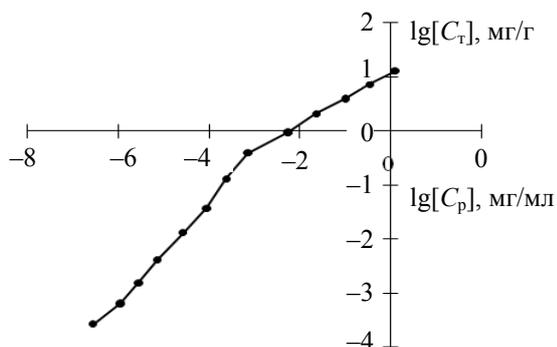


Рис. 3. Изотерма сорбции цезия на ГСШ-1 из водопроводной воды, рН = 7,8, ионная сила раствора $I = 0,1 \text{ M NaClO}_4$

Изотерма сорбции цезия на образце ГСШ-1 получена в широком диапазоне концентраций и имеет сложный вид (рис. 3), что свидетельствует о возможном присутствии в его структуре нескольких типов сорбционных центров, которые характеризуются различными коэффициентами распределения (K_d). Зависимость K_d от концентрации цезия в водопроводной воде $[C_p]$ приведена на рис. 4. Анализируя полученные данные, можно сделать вывод о том, что при концентрациях цезия в диапазоне 10^{-6} – 10^{-3} г/л для данной системы выполняется закон Генри и ион Cs^+ является микрокомпонентом, а K_d характеризуется постоянством (рис. 4). В этом диапазоне концентраций ГСШ-1 обладает высокой селективностью по отношению к Cs^+ , что обусловлено наличием в нем активного компонента – иллита.

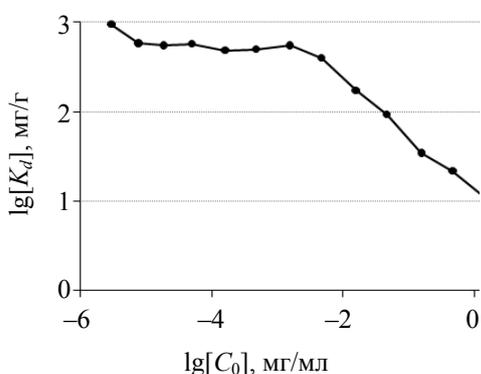


Рис. 4. Зависимость K_d от исходной концентрации ^{137}Cs в системе ГСШ-1 – водопроводная вода

При концентрациях Cs^+ менее 10^{-3} г/л наблюдается линейный участок изотермы:

$$\lg[C_T] = 2,63 + 0,95 \lg[C_p]. \quad (1)$$

Полученный из выражения (1) K_d составляет 426,6 л/кг при концентрации K^+ равной 15,2 ммоль/л.

Авторы работы [14] на основании изучения сорбции иона Cs^+ на иллите все многообразие сорбционных мест в порядке возрастания селективности разделили на три основных типа:

- RES (Regular Exchange Sites) – неселективные центры обменной сорбции, расположенные на плоских внешних гранях кристаллов минералов;

- FES (Frayed Edge Sites) – селективные центры сорбции, расположенные на ребрах и краевой (клиновидной) зоне кристаллической решетки минералов со слоистой структурой;

- HAS (High Affinity Sites) – высокоселективные участки межпакетного пространства слоистых алюмосиликатов.

В работе [14] получено выражение для системы сорбент – раствор, которое связывает емкость селективной сорбции [FES] и коэффициент селективности Cs^+ по отношению к K^+ ($K_c(\text{Cs}^+/\text{K}^+)$), коэффициент распределения ^{137}Cs (K_d) и концентрацию K^+ в растворе $[C_K]$:

$$K_c(\text{Cs}^+/\text{K}^+)[\text{FES}] = K_d[C_K]. \quad (2)$$

Величина $K_c(\text{Cs}^+/\text{K}^+)[\text{FES}]$ или $K_d[C_K]$ постоянна в широком интервале концентраций K^+ в растворе при условии, что доля K^+ на [FES] при следовых количествах Cs^+ стремится к единице.

Выражение (2) определяет такой показатель, как потенциал связывания радиоцезия (Radiocaesium Interception Potential – RIP), характеризующий способность сорбционных материалов в условиях контролируемых селективной сорбцией, удерживать катионы $^{137}\text{Cs}^+$ в присутствии конкурирующего катиона K^+ :

$$\text{RIP}(\text{K}) = K_c(\text{Cs}^+/\text{K}^+)[\text{FES}] = K_d[C_K]. \quad (3)$$

Значение RIP(K) используется для сравнения способности различных материалов сорбировать ^{137}Cs из растворов [15]. В результате сорбционных экспериментов установлено, что RIP(K) для ГСШ-1 составляет 6484 ммоль/кг при концентрации K^+ равной 15,2 ммоль/л, а RIP(K) для ГСШ-2 – 6600 ммоль/кг при $[C_K] = 0,1$ ммоль/л. Коэффициент распределения K_d для ГСШ-1 при $[C_K] = 0,1$ ммоль/л составляет $6,5 \cdot 10^4$ л/кг. С учетом одинаковых условий экспериментов проведен сравнительный анализ сорбционных свойств по отношению к ^{137}Cs образцов ГСШ-1, ГСШ-2 и других

неорганических материалов [7, 8] из водопроводной воды. Конкурирующий катион цезия в водопроводной воде – K^+ , концентрация которого составляет 0,1 ммоль/л. Полученные данные представлены в таблице.

Сравнительная характеристика различных сорбционных материалов

Наименование материала	$S_{уд}$, м ² /г	RIP(K), ммоль/кг	K_d ¹³⁷ Cs, л/кг
ГСШ-1	42,8	6484	$6,5 \cdot 10^4$
ГСШ-2	–	6600	$6,6 \cdot 10^4$
Глауконит (ГЛ)	38,9	330	$3,3 \cdot 10^3$
Клиноптилолит (КЛ)	19,1	3300	$3,3 \cdot 10^4$
Смешанный ферроцианид никеля-калия на основе глауконита (ГЛ-Ф)	35,4	10 000	10^5
Смешанный ферроцианид никеля-калия на основе клиноптилолита (КЛ-Ф)	56,7	40 000	$4 \cdot 10^5$
«Экозоль-401»	160	500	$5 \cdot 10^3$
«Миксорб»	160	480	$4,8 \cdot 10^3$

Примечание. Сравнение проведено с данными работ [7, 8], полученными для указанных сорбционных материалов (Российская Федерация).

Из приведенных в таблице данных следует, что по уменьшению сорбционных свойств в отношении ¹³⁷Cs из водопроводной воды различные материалы можно расположить в ряд: КЛ-Ф > ГЛ-Ф > ГСШ-2 > ГСШ-1 > КЛ > «Экозоль-401» > «Миксорб» > ГЛ.

Заключение. В работе проведены исследования структуры, дисперсного состава и сорбционных свойств глинисто-солевых шламов ОАО «Беларуськалий». Установлено, что размер частиц в образце ГСШ-2 варьирует в пределах от 0,25 до 25 мкм, а содержание основной фракции размером 0,25–1,50 мкм составляет

59 мас. %. Показано, что разрушение карбонатов в образце ГСШ-2 0,1М HCl является одним из возможных способов модификации, позволяющим повысить его дисперсность в 1,6 раза. Методом СЭМ установлено, что частицы ГСШ обладают слоистой структурой и состоят из плотноупакованных пластинчатых элементов. Удельная поверхность образца ГСШ-1 составляет $42,8 \pm 4,7$ м²/г. Установлено, что степень сорбции ¹³⁷Cs образцом ГСШ-1 из водопроводной воды при концентрации K^+ 15,2 ммоль/л достигает $96,4 \pm 2,1\%$ в течение 1 ч, K_d составляет $426,6$ л/кг. K_d ¹³⁷Cs для ГСШ-2 составляет $6,6 \cdot 10^4$ л/кг при концентрации K^+ 0,1 ммоль/л. Образец ГСШ-1 обладает высокой селективностью по отношению к Cs^+ при его концентрации в водопроводной воде от 10^{-6} до 10^{-3} г/л.

Сравнительный анализ значений потенциала связывания радиоцезия (RIP(K)) для ГСШ-1, ГСШ-2 и других неорганических материалов [7, 8]: глауконита (ГЛ), клиноптилолита (КЛ), смешанного ферроцианида никеля-калия на основе глауконита (ГЛ-Ф) и клиноптилолита (КЛ-Ф), сорбентов «Экозоль-401» и «Миксорб» показал, что в порядке уменьшения RIP(K) вышеперечисленные материалы можно расположить в ряд: КЛ-Ф > ГЛ-Ф > ГСШ-2 > ГСШ-1 > > КЛ > «Экозоль-401» > «Миксорб» > ГЛ. При этом RIP(K) для образца ГСШ-2 соответственно в 1,5 и 6 раз меньше, чем значения RIP(K) для ГЛ-Ф и КЛ-Ф и превосходит RIP(K) ГЛ, КЛ, сорбентов «Экозоль-401» и «Миксорб».

Учитывая наличие в Республике Беларусь больших запасов глинисто-солевых шламов (на 01.01.2015 более 105 млн т), являющихся промышленными отходами ОАО «Беларуськалий», хорошие сорбционные показатели ГСШ, возможность использования традиционных способов и технологий их переработки, данный материал можно рассматривать в качестве вторичного минерального ресурса для получения сорбентов радионуклидов.

Литература

1. Мясоедов Б. Ф., Новиков А. П., Павлоцкая Ф. И. Комплексные геохимические исследования поведения радионуклидов в водных и наземных экосистемах ближней зоны воздействия ПО «Маяк». Методология, объекты и методы исследования // Радиохимия. 1998. Т. 40. № 5. С. 447–452.
2. Теченский каскад водоемов ФГУП «ПО «Маяк»: текущее состояние и перспективы / С. В. Баранов [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. 2011. № 2. С. 5–14.
3. Крышев А. И., Рябов И. Н. Модель расчета загрязнения рыб ¹³⁷Cs и ее применение для озера Кожановского (Брянская область) // Радиационная биология. Радиоэкология. 2005. № 3. С. 338–345.
4. Пивоваров Ю. П., Михалев В. П. Радиационная экология. М.: Академия, 2004. 240 с.
5. Смирнов А. Д. Сорбционная очистка воды. Ленинград: Химия, 1982. 168 с.
6. Мясоедова Г. В., Никашина В. А. Сорбционные материалы для извлечения радионуклидов из водных сред // Рос. хим. журнал (Журнал Рос. хим. об-ва им. Д. И. Менделеева). 2006. Т. L. № 5. С. 55–63.
7. Блинова М. О., Воронина А. В., Семенищев В. С. Разработка метода реабилитации радиоактивно загрязненных почв: материалы II Междунар. науч.-техн. конф. «Актуальные проблемы радиохимии и радиоэкологии». Екатеринбург, 2014. С. 194–199.

8. Никифоров А. Ф., Свиридов А. В. Концентрирование радионуклидов из природных вод тонкодисперсными алюмосиликатными сорбентами: материалы II Междунар. науч.-техн. конф. «Актуальные проблемы радиохимии и радиоэкологии». Екатеринбург, 2014. С. 211–217.

9. Москальчук Л. Н., Баклай А. А., Позылова Н. М. Использование глинисто-солевых шламов РУП ПО «Беларуськалий» в качестве сорбентов радионуклидов // Труды БГТУ. Сер. III: Химия и технология неорганич. в-в. 2008. Вып. XVI. С. 156–159.

10. Классификатор отходов, образующихся в Республике Беларусь: утвержден постановлением Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Респ. Беларусь от 8 ноября 2007 г. № 85 [Электронный ресурс]. 2016. Режим доступа: http://www.minpriroda.gov.by/uploads/folderForLinks/000116_964480.docx. Дата доступа: 10.02.2016.

11. Москальчук Л. Н. Научное обоснование использования твердых отходов горных предприятий путем разработки технологии получения и применения органоминеральных сорбентов для реабилитации почв, загрязненных радионуклидами: дис. ... д-ра техн. наук. Минск, 2015. 366 с.

12. Глины. Минеральные ресурсы // Горная энциклопедия [Электронный ресурс]. 2016. Режим доступа: <http://www.mining-enc.ru/g/gliny/>. Дата доступа: 09.02.2016.

13. Глинистые минералы почв – природные наносистемы / Г. В. Харитоновна [и др.]: тез. докл. I Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием «Фундаментальные достижения в почвоведении, экологии, сельском хозяйстве на пути к инновациям». М., 2008. С. 127–128.

14. Cremers A. A., Elsen A., De Preter P., Maes A. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils // *Nature*. 1988. Vol. 335. No. 6187. P. 247–249.

15. De Preter P. Radiocaesium retention in the aquatic, terrestrial and urban environment: a quantitative and unifying analysis // Thesis, Faculty of Agronomy, Katholieke University. 1990. 93 p.

References

1. Myasoedov B. F., Novikov A. P., Pavlotskaya F. I. Comprehensive geochemical studies of radionuclides behavior in aquatic and terrestrial ecosystems in the near impact zone of the PO “Mayak”. Methodology, objects and methods of research. *Radiokhimiya* [Radiochemistry], 1998, vol. 40, no. 5, pp. 447–452 (In Russian).

2. Baranov S. V., Batorshin G. Sh., Mokrov Yu. G., Glinskiy M. G., Drozhko Ye. G., Linge I. I., Utkin S. S. Cascade Techenskiy of water bodies FSUE PO “Mayak”: current status and prospects. *Voprosy radiatsionnoy bezopasnosti* [Radiation Safety Questions], 2011, no. 2, pp. 5–14 (In Russian).

3. Kryshev A. I., Ryabov I. N. The model of calculation of fish contamination with Cs-137, its application to the lake Kozhanovskoye (Bryansk region). *Radiatsionnaya biologiya* [Radiation Biology], 2005, no. 3, pp. 338–345 (In Russian).

4. Pivovarov Yu. P., Mikhalev V. P. *Radiatsionnaya ekologiya* [Radiation ecology]. Moscow, Akademiya Publ., 2004. 240 p.

5. Smirnov A. D. *Sorbtsionnaya ochistka vody* [Sorptions water purification]. Leningrad, Khimiya Publ., 1982. 168 p.

6. Myasoedova G. V., Nikashina V. A. Sorption materials for extraction of radionuclides from aqueous media. *Ros. khim. zhurnal (Zhurnal Ros. khim. ob-va im. D. I. Mendeleeva)* [Russian chemical journal (Journal of Russian Chemical Society named by D. I. Mendeleev)], 2006, no. 5, pp. 55–63 (In Russian).

7. Blinova M. O., Voronina A. V., Semenishchev V. S. [Development of the method of rehabilitation of radioactively contaminated soils]. *Materialy II Mezhdunar. nauch.-tekhn. konf. («Aktual'nye problemy radiokhimii i radioekologii»)* [Materials of the II International scientific and technical conference (“Actual problems of radiochemistry and radioecology”)]. Ekaterinburg, 2014, pp. 194–199 (In Russian).

8. Nikiforov A. F., Sviridov A. V. [Concentration of radionuclides from natural waters with use of finely dispersed aluminosilicate sorbents]. *Materialy II Mezhdunar. nauch.-tekhn. konf. («Aktual'nye problemy radiokhimii i radioekologii»)* [Materials of the II International scientific and technical conference (“Actual problems of radiochemistry and radioecology”)]. Ekaterinburg, 2014, pp. 211–217 (In Russian).

9. Moskal'chuk L. N., Baklay A. A., Pozylova N. M. Use of clay-salt slimes of JSC “Belaruskali” as sorbents of radionuclides. *Trudy BGTU* [Proceedings of the BSTU], series III, Chemistry and Technology of Inorganic Substances, 2008, no. 16, pp. 156–159 (In Russian).

10. *Klassifikator otkhodov, obrazuyushchikhsya v Respublike Belarus'* [Qualifier of waste generated in the Republic of Belarus] Available at: http://www.minpriroda.gov.by/uploads/folderForLinks/000116_964480.docx. (accessed 10.02.2016).

11. Moskal'chuk L. N. *Nauchnoe obosnovanie ispol'zovaniya tverdykh otkhodov gornykh predpriyatiy putem razrabotki tekhnologii polucheniya i primeneniya organomineral'nykh sorbentov dlya reabilitatsii pochv, zagryaznennykh radionuklidami: Dis. ... dokt. tekhn. nauk* [Scientific justification for the use of solid

waste of mining enterprises by development of technology of production and application of organio-mineral sorbents for rehabilitation of soils contaminated with radionuclides. Doct. Diss.]. Minsk, 2015. 366 p.

12. *Gliny. Mineral'nye resursy. Gornaya entsiklopediya* [Clay. Mineral resources. Mountain encyclopedia]. Available at: <http://www.mining-enc.ru/g/gliny/>. (accessed 09.02.2016).

13. Kharitonova G. V., Manucharov A. S., Chernomorchenko N. I., Konovalova N. S. [Clay minerals of soil – the natural nanosystems]. *Tezisy dokladov I Vseros. nauch.-prakt. konf. s mezhdunar. uchastiem («Fundamental'nye dostizheniya v pochvovedenii, ekologii, sel'skom khozyaystve na puti k innovatsiyam»)* [Abstracts of the II All-Russian scientific and practical conference with international participation (“Fundamental advances in soil science, ecology, agriculture towards innovation”)]. Moscow, 2008, pp. 127–128 (In Russian).

14. Cremers A. A., Elsen A., De Preter P., Maes A. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature*, 1988, vol. 335, no. 6187, pp. 247–249.

15. De Preter P. Radiocesium retention in the aquatic, terrestrial and urban environment: a quantitative and unifying analysis. *Thesis, Faculty of Agronomy, Katholieke University*, 1990. 93 p.

Информация об авторах

Леонтьева Татьяна Геннадьевна – старший научный сотрудник. ГНУ «Объединенный институт энергетических и ядерных исследований – Сосны» НАН Беларуси (220109, г. Минск, а/я 119, Республика Беларусь). E-mail: t.leontieva@tut.by

Баклай Анатолий Анатольевич – старший научный сотрудник. ГНУ «Объединенный институт энергетических и ядерных исследований – Сосны» НАН Беларуси (220109, г. Минск, а/я 119, Республика Беларусь). E-mail: rptl@sosny.bas-net.by

Москальчук Леонид Николаевич – кандидат сельскохозяйственных наук, доцент, заведующий лабораторией. ГНУ «Объединенный институт энергетических и ядерных исследований – Сосны» НАН Беларуси (220109, г. Минск, а/я 119, Республика Беларусь). E-mail: L.Maskalchuk@sosny.bas-net.by, leonmosk@tut.by

Information about the authors

Leont'yeva Tat'yana Gennad'yevna – Senior Researcher. SSO “Joint Institute for Power and Nuclear Research – Sosny” of the National Academy of Sciences of Belarus (220109, Minsk, P. O. Box 119, Republic of Belarus). E-mail: t.leontieva@tut.by

Baklay Anatoliy Anatol'yevich – Senior Researcher. SSO “Joint Institute for Power and Nuclear Research – Sosny” of the National Academy of Sciences of Belarus (220109, Minsk, P. O. Box 119, Republic of Belarus). E-mail: rptl@sosny.bas-net.by

Moskal'chuk Leonid Nikolaevich – PhD (Agriculture), Assistant Professor, Head of the Laboratory Remediation Techno Polluted Territories. SSO “Joint Institute for Power and Nuclear Research – Sosny” of the National Academy of Sciences of Belarus (220109, Minsk, P. O. Box 119, Republic of Belarus). E-mail: L.Maskalchuk@sosny.bas-net.by, leonmosk@tut.by

Поступила 29.02.2016